土壤與環境，民國一〇〇年十二月，第十四卷，第一期、第二期，第 15 頁至第 30 頁
Soil and Environ., December 2011, Vol. 14, No. 1 & No. 2, p 15-p 30.

稻藁掩埋處理對水田溫室氣體排放影響之研究
Effects of Rice Straw Incorporation to Greenhouse Gases Emission from Paddy Fields

陳守泓[1] Shou-Hung Chen[1]　黃俊騰[2] Jun-Teng Huang[2]　范鈞翔[2] Jun-Xiang Fan[2]

姚銘輝[1] Min-Hwi Yao[1]　申雍[2*] Yuan Shen[2*]

摘　要

為評估是否可藉由將收穫後的稻藁切碎掩埋入土，以協助減少國家溫室氣體的排放量，本研究利用一個可以模擬水田生態系中碳和氮之動態變化的電腦模式，進行長期將稻藁掩埋入土或將稻藁移除兩種作法對水田溫室氣體排放影響的模擬研究。模擬結果指出，水稻收穫後將稻藁切碎掩埋入土的作法，雖然在實施初期可以因為土壤中有機物含量增加而減少水田溫室氣體的淨排放量，然而土壤有機物含量的增加速率會因趨近平衡而逐年降低，且暖化潛勢較高之CH_4在湛水期間的釋放量卻因土壤中有機物含量增加而逐年增加。將稻藁掩埋入土作法在中~粗質地土壤連續實施約10年(細質地土壤實施約20年)後，其溫室氣體的淨排放量反而超過不將稻藁掩埋入土的作法。因此，將稻藁掩埋入土的作法並不是能降低水田溫室氣體淨排放量的“無悔”措施。

關鍵字：全球暖化、溫室氣體、稻藁掩埋

ABSTRACT

Simulation studies were conducted, using a computer model which considered the dynamic changes C and N in paddy ecosystems, to evaluate the potential of decreasing national greenhouse gases (GHG) emissions by incorporating shredded rice straws into soils after harvest. Results indicated that the net GHG emission from paddy fields could be decreased in the beginning, as results of the rapid increasing of soil organic carbon (SOC) content through the rice straws incorporation. However, the atmospheric CO_2 sequestering capability would be gradually reduced while the SOC contents were reaching equilibrium, but the amounts of CH_4 emitted during flooding periods were increased due to the increasing

[1] 農業試驗所農業工程組。Division of Agricultural Engineering, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.
[2] 中興大學土壤環境科學系。Department of Soil and Environmental Sciences, National Chung-Hsing University, Taichung, Taiwan, ROC.
* 通訊作者。Corresponding author.

of SOC content. Considering the higher global warming potential of CH_4, the net amount of GHG emitted due to rice straw incorporation would exceed those not incorporating the rice straws after practicing the measures for more than 10 years in medium to coarse textured soils (20 years for fine textured soils). Therefore, rice straw incorporation can not be considered as a no-regret measure to decrease the amount of GHG emission from paddy fields.

Key words : Global warming, Greenhouse gases, Rice straw incorporation.

前 言

減緩全球暖化速度是當前悠關全球環境變遷與糧食安全的重要議題，目前除減少化石燃料使用和避免將森林轉為農地使用等減量措施外，也已逐漸認知到藉由調整耕犁管理措施提高土壤有機物含量，可以將大氣中的CO_2固定在土壤中，其成本遠較工業部門的減量措施為低(IPCC, 2007b)。耕地土壤中有機物的含量，決定於每年新增的根系量和遺留的地上部殘體量，以及被土壤微生物的分解量，因此土壤中有機物的累積是一個緩慢的過程，通常需要幾十年才能達到平衡，且很容易受到農耕管理措施的影響(Lal *et al.*, 1995)。Liu *et al.* (2006)曾綜合不同作物、輪作、殘體管理、耕犁措施、施肥等農耕管理措施對土壤品質、土壤有機質、以及碳轉換的影響。

水稻是台灣地區栽培面積最大的作物，每年收穫後所殘留稻藁約有250萬噸，目前除部分作為畦面敷蓋的材料或混合其他資材做成堆肥外，大部分仍採用就地燃燒或掩埋的方式處理。在收割時配合斬草作業將稻藁切成小段埋入土壤中，將可以增加土壤的肥力和有機物含量(林等，1997；陳與連，2002；Singh *et al.*, 2004; Tirol-Padre *et al.*, 2005)，因此各地區農業改良場和環保單位正大力推廣將稻藁掩埋入土的處理方式，以避免就地燃燒處理所產生的空氣污染問題。然而將稻藁、綠肥或其他有機質材加入水稻田中，也會增加CH_4和N_2O的排放量(Zou *et al.*, 2005；Yang *et al.*, 2009)。

土壤中的異營微生物需要分解有機物以獲得生長所需的能量，在通氣良好的狀況下，有機物被分解的反應過程以O_2作為最終電子接受者，因而會以CO_2的形式釋出；水田在長期湛水的狀態下，因土壤中的主要氧化物(如O_2、MnO_2、Fe_2O_3等)逐漸匱乏，有機物被分解的反應過程改以H_2作為最終電子接受者，因而形成CH_4釋出(Conrad, 1996; Li, 2007)，其釋放量與湛水時間和土壤中易分解有機物的含量成正相關(Watanabe *et al.*, 1995; Singh *et al.*, 1996; Cai, 1997; Zou *et al.*, 2005)。全球由水田釋出的CH_4量約佔所有CH_4人為排放量的15-20% (Sass and Fisher, 1997; Aulakh *et al.*, 2001)，水田CH_4的排放量依田間灌排水的管理方式而異，生育期中曾短暫排水一次或多次排水之處理的排放量可較連續湛水處理分別減少約40%或48% (IPCC, 2006)。

土壤中微生物的硝化作用(nitrification)和脫氮作用(denitrification)則會釋出N_2O，其釋放量則與土壤的水分狀態、酸鹼度、及氮肥施用量有關(Cai *et al.*, 1997; Chen *et al.*, 1997; Zheng *et al.*, 2000; Nishimura *et al.*, 2004; Yu *et al.*, 2004; Akiyama *et al.*, 2005)。硝化作用將NH_4^+氧化成NO_3^-，在氧化的過程中，若氧氣略

有不足，反應過程的中間產物NO_2^-會被當成電子接受者轉而形成N_2O；脫氮作用則會將NO_3^-還原成N_2，N_2O是反應過程的中間產物之一(Williams *et al*., 1992; Batlach and Tiedje, 1981; Davidson, 1992; Conrad, 1996)。水田即使在湛水狀態下，土壤表面仍有一個很薄的氧化層，因此由氮肥或有機物分解而來之NH_4^+可經由硝化作用轉換成NO_3^-，向下淋洗進入還原層後，再經由脫氮作用而釋出N_2O (Buresh *et al*., 1991)。全球農地因氮肥施用而釋出的N_2O量約佔所有N_2O人為排放量的13-24% (Mosier *et al*., 1998; Olivier *et al*., 1998; Kroeze *et al*., 1999)，水田N_2O的直接釋放量與田間水份管理有關，連續湛水、期中短暫排水後再湛水、以及期中短暫排水後不再湛水等處理之排放量分別約為氮肥用量的0.02%、0.43%和0.73% (Zou *et al*., 2007)。

CH_4和N_2O也都是京都議定書列管的溫室氣體，在大氣中的平均生命週期分別約為12年和114年，以20年和100年為評估基準的暖化潛勢(global warming potential, GWP)則分別為CO_2的72與289倍和25與298倍(IPCC, 2007a)。因此雖然將稻藁掩埋入土可以增加土壤有機物的含量，但在台灣溫暖的氣候環境下，究竟能提高土壤有機物含量到何種程度？每年的淨CO_2固定量又為何？此外，由於將稻藁掩埋入土也同時增加了土壤中微生物可利用的碳源和氮源，因而可能提高水田CH_4和N_2O的排放量，是否會因此影響水田溫室氣體的總排放當量?這些問題悠關是否可藉由在收穫時將稻藁切碎直接掩埋入土的作法，以協助減少國家溫室氣體的排放量。

由於土壤中有機物的含量與組成、溫室氣體的排放量、以及作物地上與地下部的生質產量間，具有複雜的動態交互關係，不僅容易受到農耕操作和氣候條件等外部因子的影響，且通常需要幾十年的時間才能逐漸達到平衡，不僅短期的田間試驗數據並不能代表長期實施後的效應，在田間進行之CH_4和N_2O的排放係數(emission factor)量測結果也呈現極大範圍的變異(黃等，2000；Zou *et al*., 2005；Yang *et al*., 2009)。因此，本研究擬使用一個考量到農業生態系中碳和氮之生物地球化學變化過程，且準確性已被廣泛驗證過的電腦模擬模式Denitrification-Decomposition (DNDC) (Cai *et al*., 2003；Jagadeesh Babu *et al*., 2006；Beheydt *et al*., 2007)，依據台灣地區現行兩期作水田整地、施肥和灌排水的管理方式，進行長期將稻藁掩埋入土或將稻藁移除兩種作法對溫室氣體排放的模擬研究，期能對上述之各問題提供解答。

材料與方法

研究使用的DNDC 模式為9.3版，模式結構可分成兩大部分，第一部分由模擬土壤氣候(soil climate)、作物生長(plant growth)和分解作用(decomposition)的3個副模式(submodel)組成，其中土壤氣候副模式依據輸入之每日氣象資料推估土壤剖面中溫度、水分和氧化還原電位(redox potential, Eh)境況的動態變化；作物生長副模式則依據累積溫熱量和氮素與水分的吸收量，推估作物地上和地下部生質量的動態變化；分解作用副模式則模擬土壤中有機物組成和微生物生質量，以及CO_2、NH_4^+和DOC (dissolved organic carbon)等受質濃度的動態變化。第二部份由模擬土壤中脫氮反應(denitrification)、硝化反應(nitrification)和發酵反應(fermentation)的3

個副模式組成，分別依據由模式第一部份產生之土壤溫度、水分和Eh境況，以及土壤質地與pH和土壤中NH_4^+、NO_3^-和DOC等受質濃度，推估CH_4、NO、N_2O、N_2和NH_3等氣體的排放量(Li, 2007)。

進行模擬前，除須提供每日氣象資料外，還需依據模擬情境設定土壤、作物和栽培管理等相關參數。在氣象資料部份，本研究以中央氣象局台中測站最近30年(1980-2009)的每日最高和最低氣溫、日射量和雨量觀測值代入，以模擬台灣地區的氣候環境。為探討長期將稻藁掩埋入土或將稻藁移除兩種作法對土壤有機物累積與溫室氣體排放量的影響，模擬時將此30年的氣象資料再重複代入一次，使模擬的總年期延長為60年。

由於土壤質地會影響土壤的孔隙率和孔徑大小，進而影響土壤水分移運以及與大氣間氣體的交換，因此選擇砂壤土(sandy loam, SL)、壤土(loam, L)和黏壤土(clay loam, CL)三種土壤質地，設定總體密度為1.3 Mg m^{-3}，DNDC模式內建之對應的相關土壤參數則列於表1。設定犁底層位於30 cm處，滲漏速率為2 mm day^{-1}，且土壤剖面中不存在有可造成優勢流動的大孔隙。此外，也分別設定土壤的pH值為5.5、6.5和7.5，以模擬土壤酸鹼度對溫室氣體排放量的影響。

水稻的作物參數則設定穀粒最大產量為4000 kg C ha^{-1}，成熟所需的溫熱量為2600；收穫時乾物質分配於穀粒:稻藁:根部的比例為0.41:0.54:0.05，穀粒、稻藁和根部的C/N比分別為40、65和65。一、二期作的插秧與收穫日期分別為每年2月20日和6月20日，以及8月1日和11月15日。有關整地、施肥和灌排水日期之設定則參照良質米生產手冊(宋等，1997)，於前期水稻收穫後進行粗耕翻犁曬田，插秧前7天開始浸水，前3天施基肥後立即進行第二次耕耘。一、二期作氮肥用量分別為140和120 kgN ha^{-1}，第一次追肥一期作於插秧後14天施用、二期作於插秧後9天施用；第二次追肥一期作於插秧後28天施用、二期作於插秧後18天施用；穗肥一期作於插秧後63天施用、二期作於插秧後42天施用；基肥：第一次追肥：第二次追肥：穗肥的比例為25%：20%：30%：25%。灌排水管理則自插秧前7天至有效分櫱終期間(一期作插秧後49天，二期作插秧後35天)保持湛水狀態；自有效分櫱終期至完熟期間則設定當水分逆境產生時由模式自動補充水分，以保持土壤通氣良好，但又不會有水分供應不足的問題。稻藁掩埋入土和稻藁移除兩種處理，則分別以收穫時有95%或5%的稻藁遺留於田間做為代表。

DNDC模式輸出之氣體通量密度分別以所含之C或N為單位(如kgC ha^{-1} y^{-1}或kgN ha^{-1} y^{-1})，因此需以式(1)轉換成CO_2 (kgCO_2 ha^{-1} y^{-1})、CH_4 (kgCH_4 ha^{-1} y^{-1})和N_2O (kgN_2O ha^{-1} y^{-1})等氣體之通量密度。

Table 1. Soil properties of various textured soils used in DNDC simulation.

	Sandy Loam	Loam	Clay Loam
Clay Content (%)	9	19	41
Porosity (%)	43.5	45.1	47.6
Saturated Hydraulic Conductivity (m hr^{-1})	0.1248	0.02502	0.00882
Field Capacity (%WFPS)	32	49	57

$$CO_2 = C \times (44/12) \quad (1a)$$

$$CH_4 = C \times (16/12) \quad (1b)$$

$$N_2O = N \times (44/28) \quad (1c)$$

溫室氣體淨排放量(net emission, kg CO_2 eq. ha^{-1} y^{-1})則以式(2)計算，為避免低估生命週期較短之CH_4的影響，因此CH_4和N_2O以20年為評估基準的暖化潛勢進行加權。

$$\text{Net Emission} = CO_2 \times 1 + CH_4 \times 72 + N_2O \times 289 \quad (2)$$

結果與討論

圖1顯示模擬之兩期作水稻氮素吸收量和全株乾物重的典型動態變化，在生育初期因葉片快速增加，乾物重也隨之快速累積，基肥和追肥之施用時機與施用量能滿足此期間水稻對氮素的需求；有效分蘗期後，乾物重之累積因氮素吸收不足呈現短暫停滯的現象，但施用穗肥後又快速增加，約於幼穗形成期間葉片乾物重達到最大值；抽穗後葉片乾物重逐漸下降，穗重則逐漸增加；收穫時穀粒和稻藁產量一期作高於二期作，也與田間的實際狀況類似。

不同深度土壤溫度、水分含量和氧化還原電位的典型動態變化則示於圖2。土

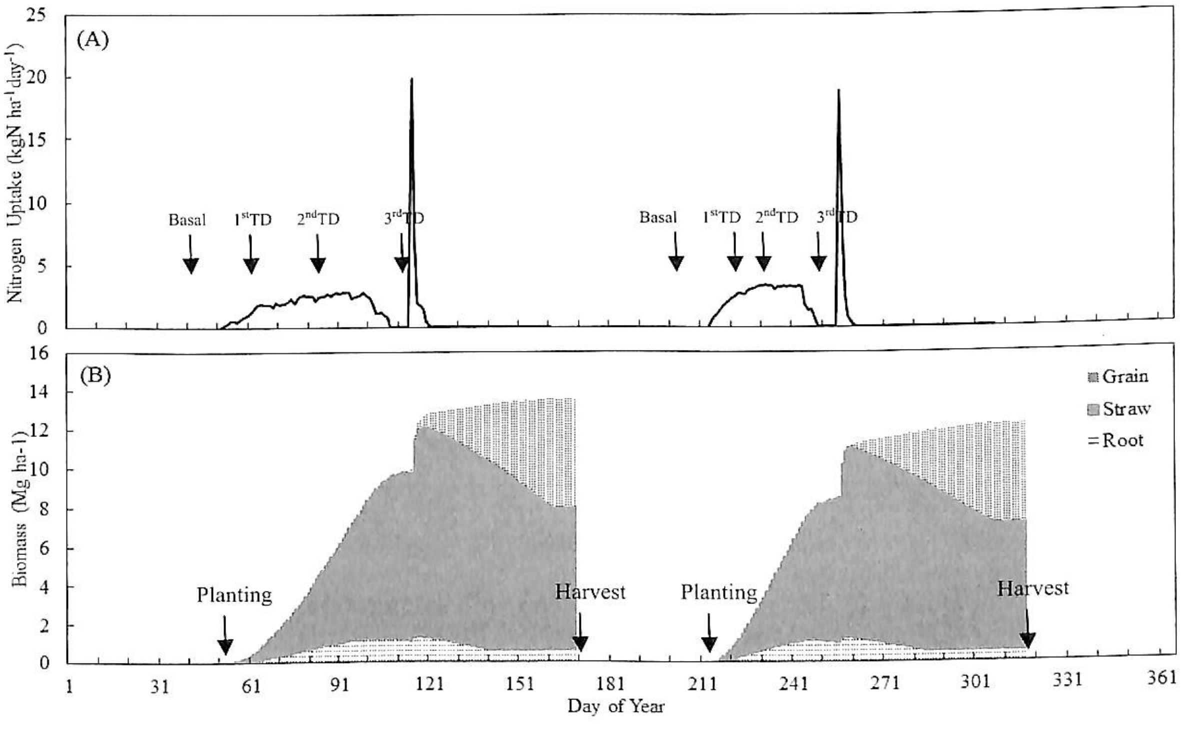

Figure 1. Typical temporal changes of simulated (A) nitrogen uptake and (B) biomass accumulation. TD: top dressing of N fertilizer.

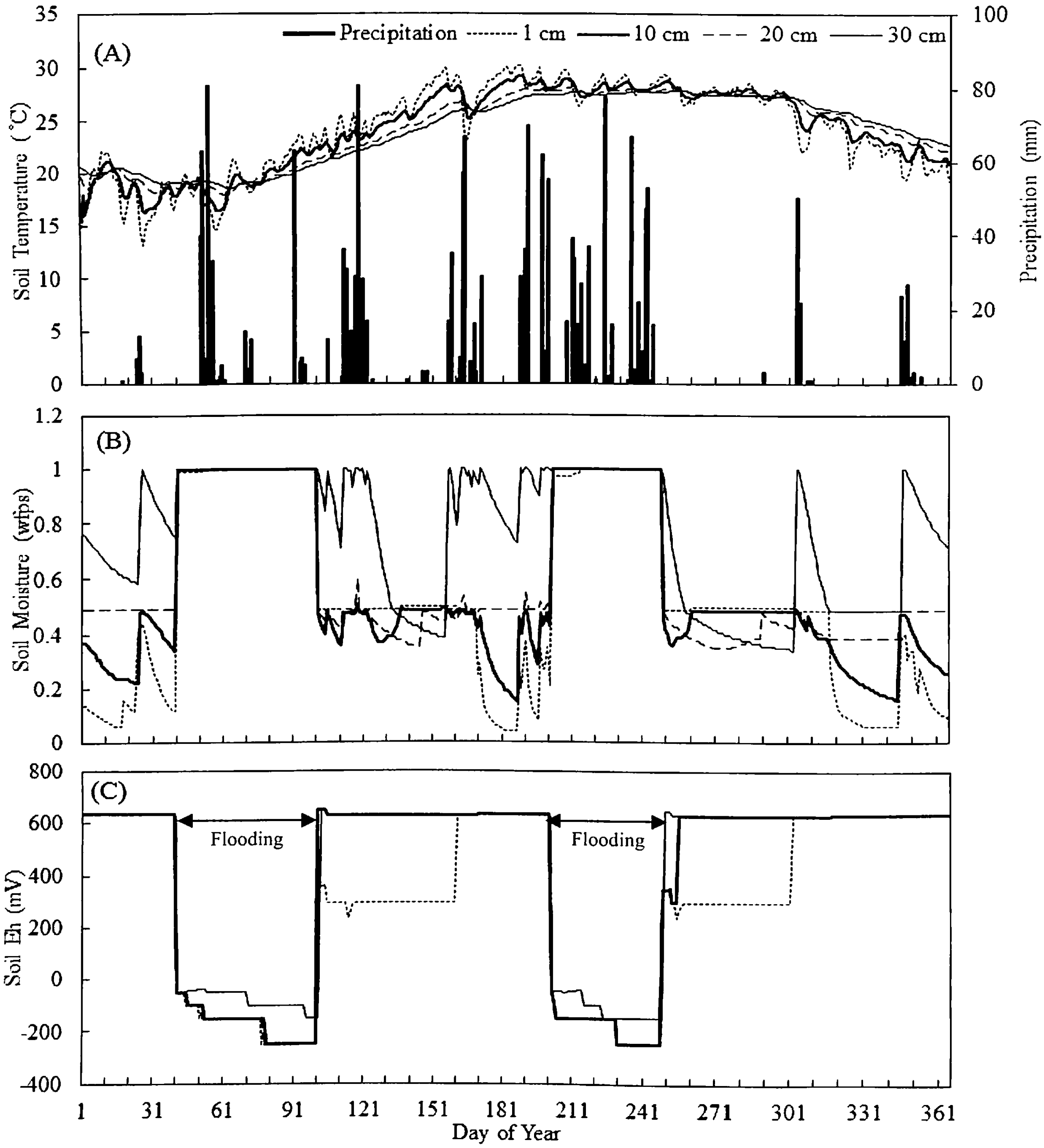

Figure 2. Typical temporal changes of simulated (A) soil temperature, (B) soil water content, and (C) redox potential at various depths.

壤溫度隨氣溫變化呈現出應有的季節性的變動，以及表土溫度較底土溫度變異大的特性。每期作自插秧前7天至有效分蘗終期間因設定為保持湛水狀態，整層土壤孔

隙皆被水所充滿；其餘日期各深度之土壤孔隙被水充滿的程度則依降雨量和灌溉而異，其中1 cm深處的土壤水飽和程度在有效分蘗終期至完熟期間呈現穩定狀態，乃由於在此期間設定由模式自動補充不足的水分所致。此外，因設定犁底層位於30 cm處，因此該處土壤的水飽和程度也較高。每期作湛水期間，土壤中的氧氣因微生物活動逐漸耗竭，導致Eh由+630 mv逐漸下降至-250 mv；排水後，除1 cm深處的土壤Eh值在有效分蘗終期至完熟期間多保持在+300 mv外，其他各深度土壤Eh皆可快速回升至+630 mv。

採用現行的水田耕作管理方式，若不將稻藁掩埋入土，當達到平衡時，壤土和砂壤土有機物的含量約介於1.6~1.7%，黏壤土約有2%，此模擬結果與田間實際的觀測資料相近似(陳等，2000；陳與連，2002)；若將稻藁掩埋入土，即使在60年後土壤中有機物含量仍可持續增加，達到平衡時，壤土和砂壤土的有機物含量將可超過5%，黏壤土則可超過8% (圖3A)。陳與連(2002)分析於台北地區進行的長期(48年)水稻連作試驗結果指出，若每年施用18.2 Mg ha^{-1}的新鮮廄肥，壤土質地水稻田的有機物含量可達到4.7%，與模擬結果類似。由於稻藁和殘留的根系每年約可增添約16-18 Mg ha^{-1}的有機質材，因此即使在台灣的溫熱的氣候環境下，採用稻藁掩埋入土處理，仍可以大幅提升土壤中有機物含量；土壤酸鹼度對水田土壤有機物含量變化的影響非常微小(圖3B)。

土壤中的易分解有機物被土壤微生物分解時，會釋出水稻生長所需的氮素，有利於水稻乾物質的累積。由於壤土和砂壤土較黏壤土的通氣好，被微生物分解的有機物較多，釋出的氮素也較多，因此被水稻吸收的氮素較多，穀粒產量也較高；若將稻藁掩埋入土，可以被分解釋出的氮素將更多，因此穀粒產量比不將稻藁掩埋入土的處理增加許多(圖4)。增加土壤有機物含量還有許多其他附帶益處，如改善土壤物理性質、提高土壤儲水能力等，這些附帶益處也可提高作物產量(Bauer and Black 1994, Berzsenyi *et al*., 2000)。

圖5顯示若實施稻藁掩埋入土的措施，在初期每年可以從大氣中蓄存下相當多的CO_2，最大可達25 Mg CO_2 ha^{-1} y^{-1}，但可蓄存的CO_2量會逐年減少，在質地較粗之土壤(如砂壤土和壤土)中的有機物由於分解快，約在20年後會少於5 MgCO_2 ha^{-1} y^{-1}，細質地土壤(如黏壤土)則約在40年後才會少於5 MgCO_2 ha^{-1} y^{-1}。台灣地區目前約有40萬公頃的水田，若皆實施將稻藁掩埋入土的措施，則在實施初期的20年間，每年至少可以蓄存2百萬噸的CO_2，此固定量約相當於台灣地區全部森林每年可固定之CO_2量的1/10 (環保署，2010)。

依據DNDC模擬結果，水田CH_4之釋出主要在湛水期間，土壤質地越粗，釋出的CH_4量越多；但在有效分蘗終期排水後，CH_4的排放量因土壤Eh回升而顯著減少(圖6)，Nishimura *et al*. (2004)在田間對CH_4排放量的監測亦獲得類似之動態變化。若不將稻藁掩埋入土，依目前的水田灌排水管理方式，土壤質地為砂壤土、壤土和黏壤土的水田，CH_4的釋出量分別約為630、430和180 kgCH_4 ha^{-1} y^{-1} (圖7A)。若將稻藁掩埋入土，由於增加了土壤中微生物可利用的碳源，CH_4的釋出量將隨著土壤中有機物含量的增加而逐漸增加；持續將稻藁掩埋入土60年後，質地為砂壤土、壤土和黏壤土的水田，其CH_4的釋出量將增加至約900、760和620 kgCH_4 ha^{-1} y^{-1}，增加的

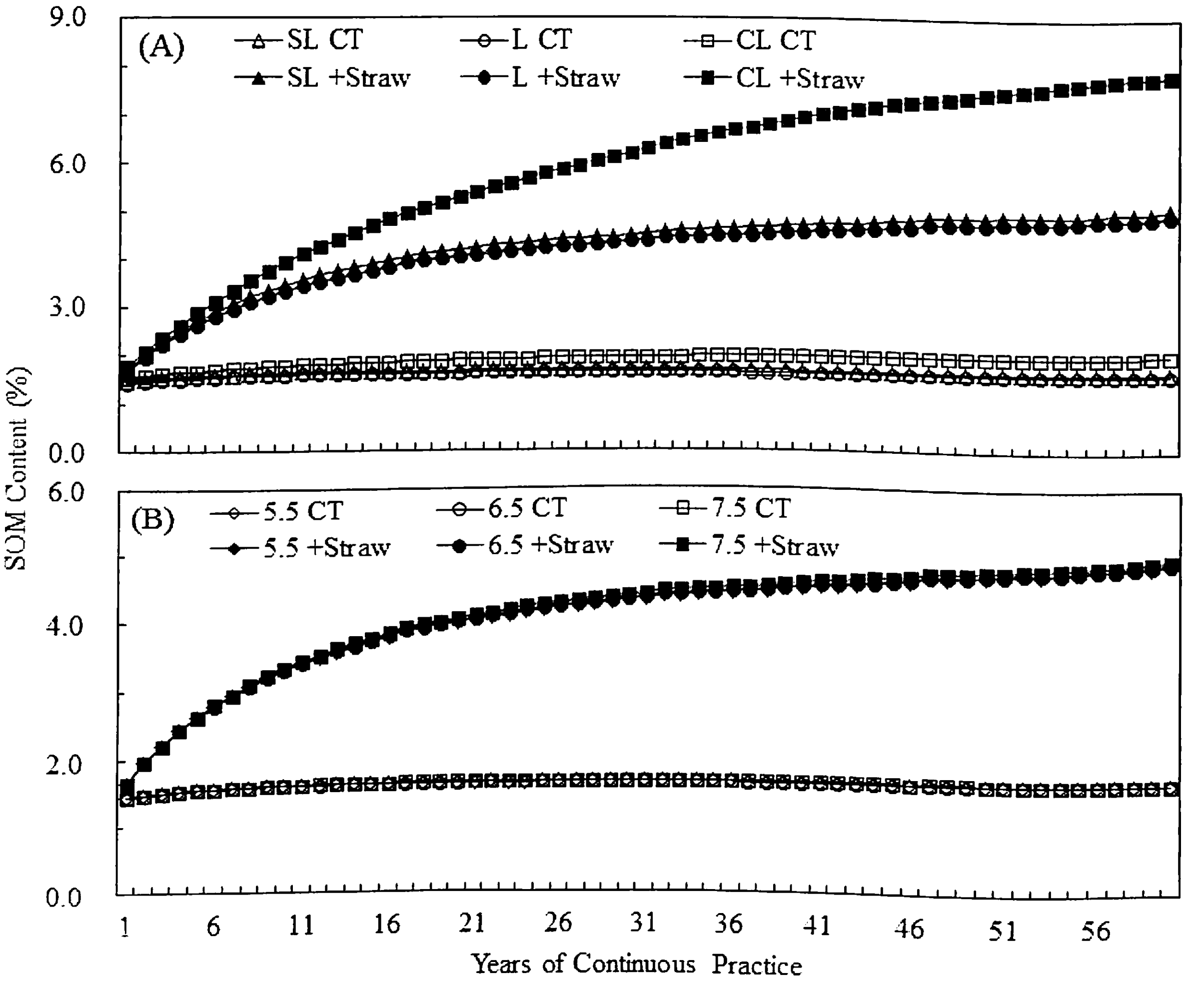

Figure 3. Yearly changes of soil organic matter content in surface soil (0-30 cm) as affected by (A) soil texture at pH = 6.5 and (B) soil pH for loamy soil. L, SL, and CL: loam, sandy loam, and clay loam; 5.5, 6.5, and 7.5 are soil pH; CT: conventional tillage without rice straw incorporation, +Straw: conventional tillage incorporated with rice straw.

幅度分別約為40%、75%和240%。雖然細質地的土壤(如黏壤土)中有較多的可分解有機物，且湛水達到極度還原的日期也較早，但利用DNDC模擬之CH_4產生量反而較粗質地的土壤(如砂壤土和壤土)為少，此乃DNDC模式依據土壤Eh、受質濃度、及微生物活性進行綜合分析後的結果，與模式內建的參數有關。雖然CH_4產生菌喜中性環境，但模擬結果顯示土壤酸鹼度對CH_4釋出量的影響程度並不若質地明顯(圖7B)。

水田中N_2O之生成主要集中於四個時段，分別為一、二期作進行粗耕翻犁和排水曬田後(圖8)，此乃由於收穫後的粗耕翻犁會導致土壤中有機物快速分解，因而釋出大量NH_4^+，而施用追肥和穗肥則直接提高土壤中的NH_4^+濃度。NH_4^+在經由微生物

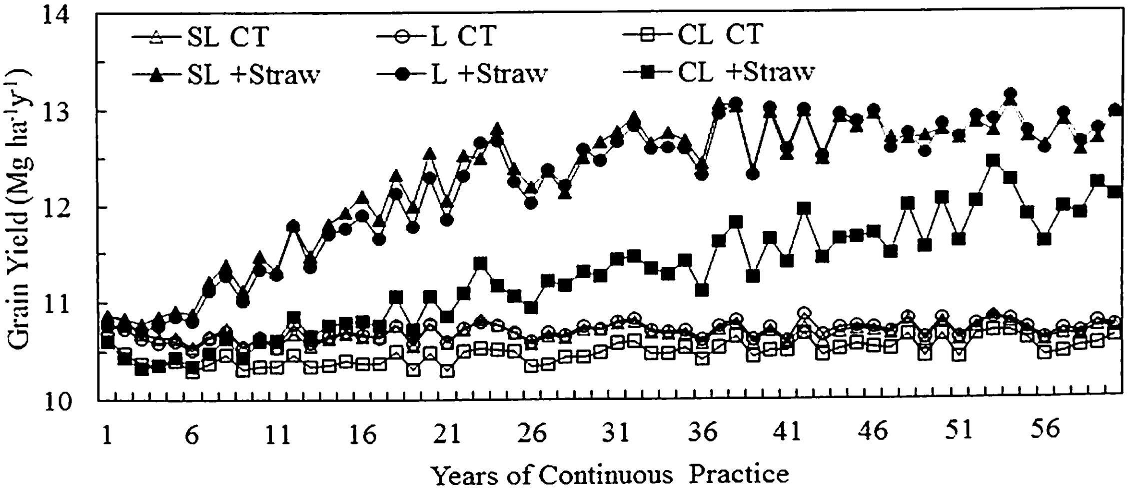

Figure 4. Effects of soil texture and rice straw incorporation treatments to grain yield. Legends are described in Fig. 3.

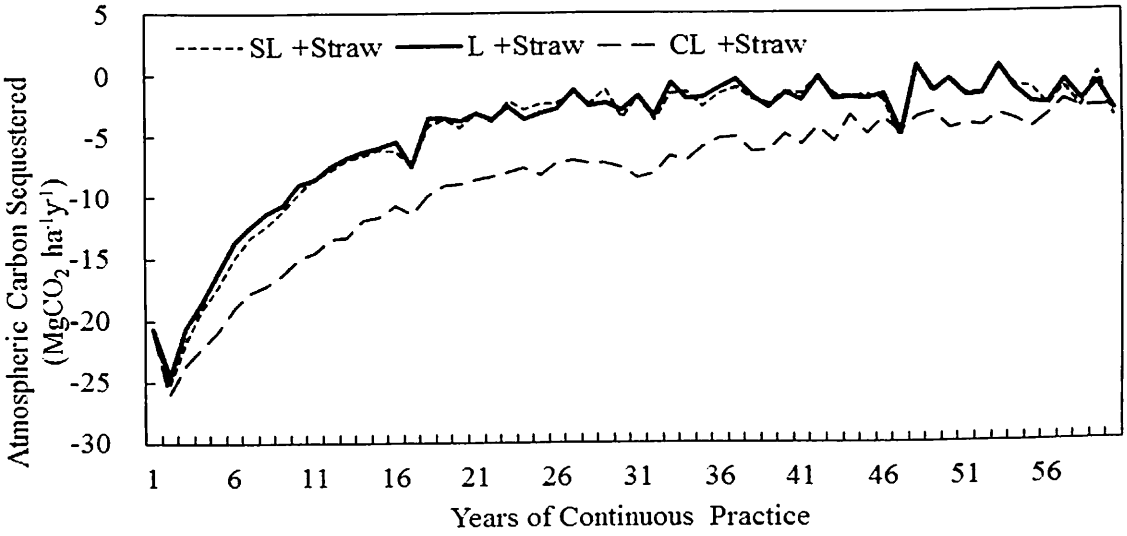

Figure 5. Effects of soil texture and rice straw incorporation treatments to atmospheric CO2 sequestration. Legends are described in Fig. 3.

硝化作用轉成NO_3^-的過程中會釋出N_2O，NO_3^-因降雨和灌溉被淋洗下移後，於土壤中經由微生物脫氮作用轉成N_2的過程中也會釋出N_2O，由於適宜進行硝化作用和脫氮作用的土壤氧化還原電位約在+500~+200 mv間(Li, 2007)，因此水田在湛水期間並不會大量產生N_2O。若不將稻藁掩埋入土，依目前的施肥和灌排水管理方式，屬於中~粗土壤質地之水田的N_2O釋放量約為1.5~2.0 kgN_2O ha^{-1} y^{-1}，屬於細土壤質地之水田的

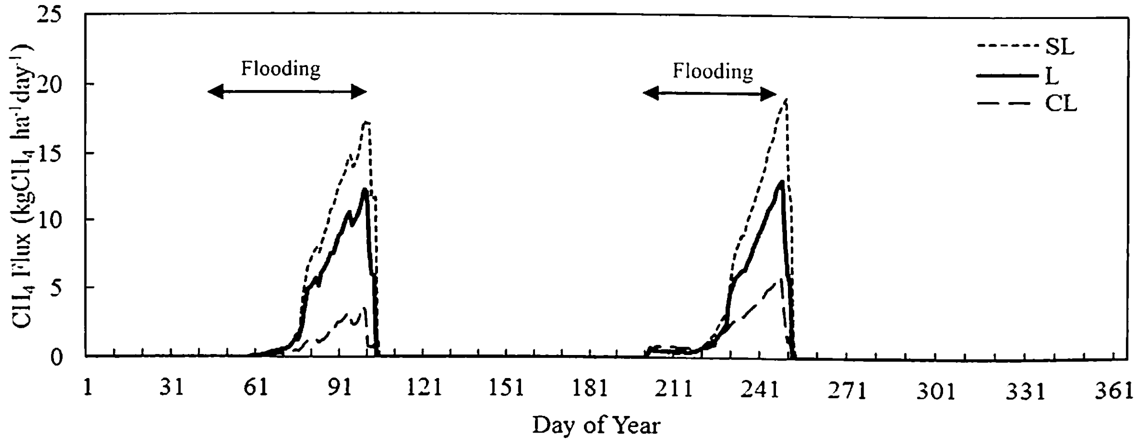

Figure 6. Typical temporal changes of simulated CH_4 emission from paddy fields of loam (L), sandy loam (SL) and clay loam (CL) textures.

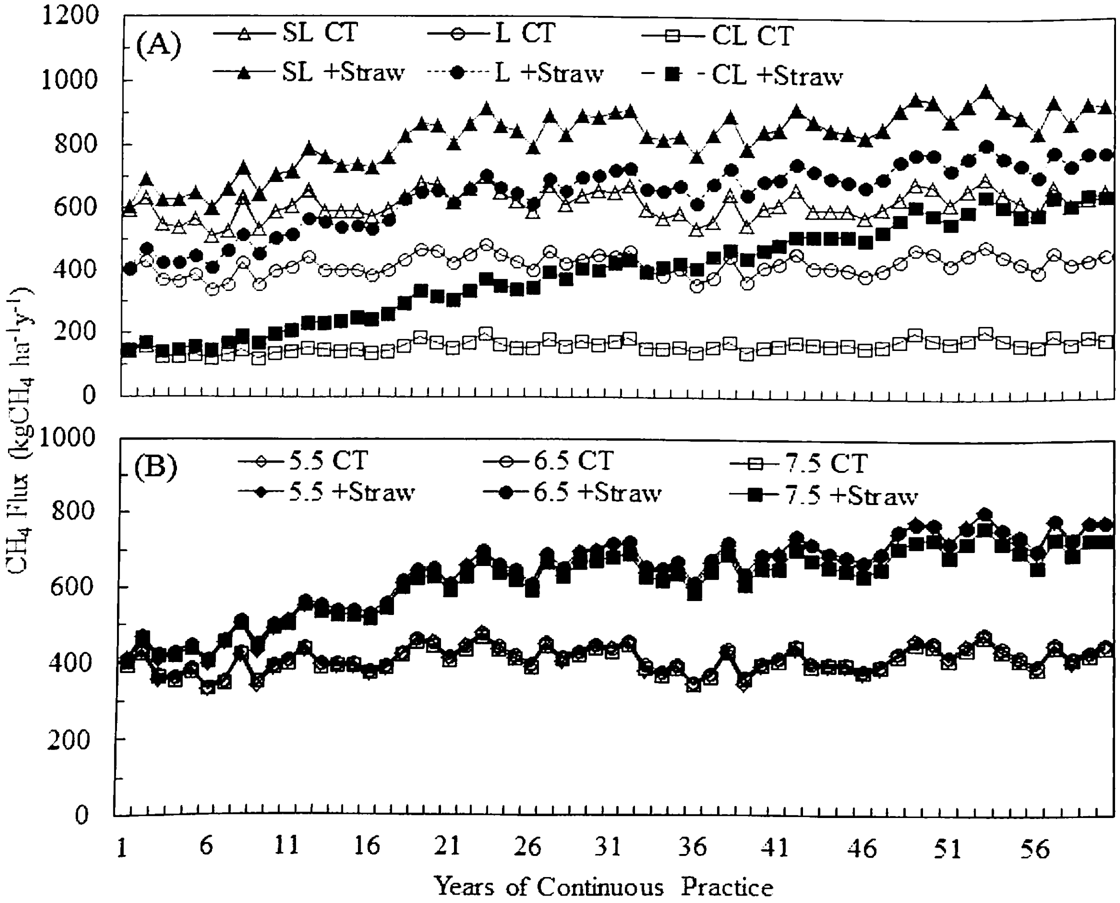

Figure 7. Yearly changes of CH_4 emission as affected by (A) soil texture at pH = 6.5 and (B) soil pH for loamy soil. Legends are described in Fig. 3.

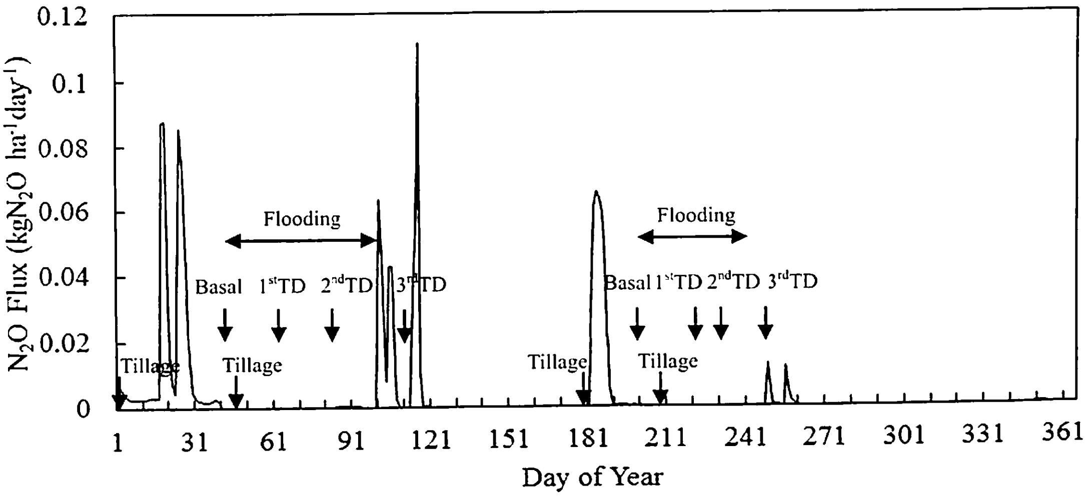

Figure 8. Typical temporal changes of simulated N_2O emission from paddy fields of loam texture and at pH = 6.5.

N_2O釋放量約僅有0.3 $kgN_2O\ ha^{-1}\ y^{-1}$ (圖9A)；若持續將稻藁掩埋入土60年後，質地為砂壤土、壤土和黏壤土的水田，將因土壤有機物含量的提高，使得其N_2O的釋出量增加至約13.2、7.4和0.4 $kgN_2O\ ha^{-1}\ y^{-1}$。土壤酸鹼度會影響N_2O的釋出量，以N_2O釋出量最高的砂壤土為例，持續將稻藁掩埋入土60年後，酸性、中性和鹼性之砂壤土水田的N_2O釋出量分別約為7.8、13.2和6.1 $kgN_2O\ ha^{-1}\ y^{-1}$ (圖9B)，主要由於在中偏酸性的土壤中脫氮菌和硝化菌的活性最高(IFA and FAO, 2001)。

黃等(2000)在台灣南部鹿草地區(23°25'N)採用間歇灌溉方式管理之水田進行的CH_4的排放係數測定，得到一、二期作分別為9.2和49.0 g m^{-2} $season^{-1}$的數值。Yang *et al.* (2009)綜合過去在台灣各地(22°40'N~25°5'N)進行的溫室氣體排放測定結果，認為台灣地區水稻田的水分因採用間歇灌溉方式管理，一、二期作CH_4的排放係數約分別為6.3和16.6 g m^{-2} $season^{-1}$；N_2O的排放係數約分別為288和164 mg m^{-2} $season^{-1}$。在中國大陸南京地區(31°52'N)採用與台灣類似之水份管理與氮肥用量的單作水稻田CH_4和N_2O的年際間排放係數範圍分別約為3.0~17.3 g m^{-2} $season^{-1}$和155~270 mg m^{-2} $season^{-1}$ (Zou *et al.*, 2005)。表2列出由模擬所得不同土壤質地水稻田一、二期作CH_4和N_2O的排放係數，數值尺度範圍與田間實測數據推估的排放係數相同，也與IPCC (2006)提供的參考值類似，顯示DNDC的模擬結果具有相當的信度。由於細質地土壤的CH_4和N_2O排放係數顯著較中質地與粗質地土壤低，因此未來應優先保留屬於細質地土壤地的區域供水稻生產使用，可減少我國因水稻生產而排放的CH_4量。

若加計CH_4和N_2O的暖化潛勢效應，不將稻藁掩埋入土而質地為砂壤土、壤土和黏壤土之中性水田的溫室氣體淨排放量分別約為46.0、31.7和13.3 $MgCO_2$ eq. $ha^{-1}\ y^{-1}$ (圖10A)。若持續將稻藁掩埋入土，在剛開始的數年間，將會因土壤中有機物含量的

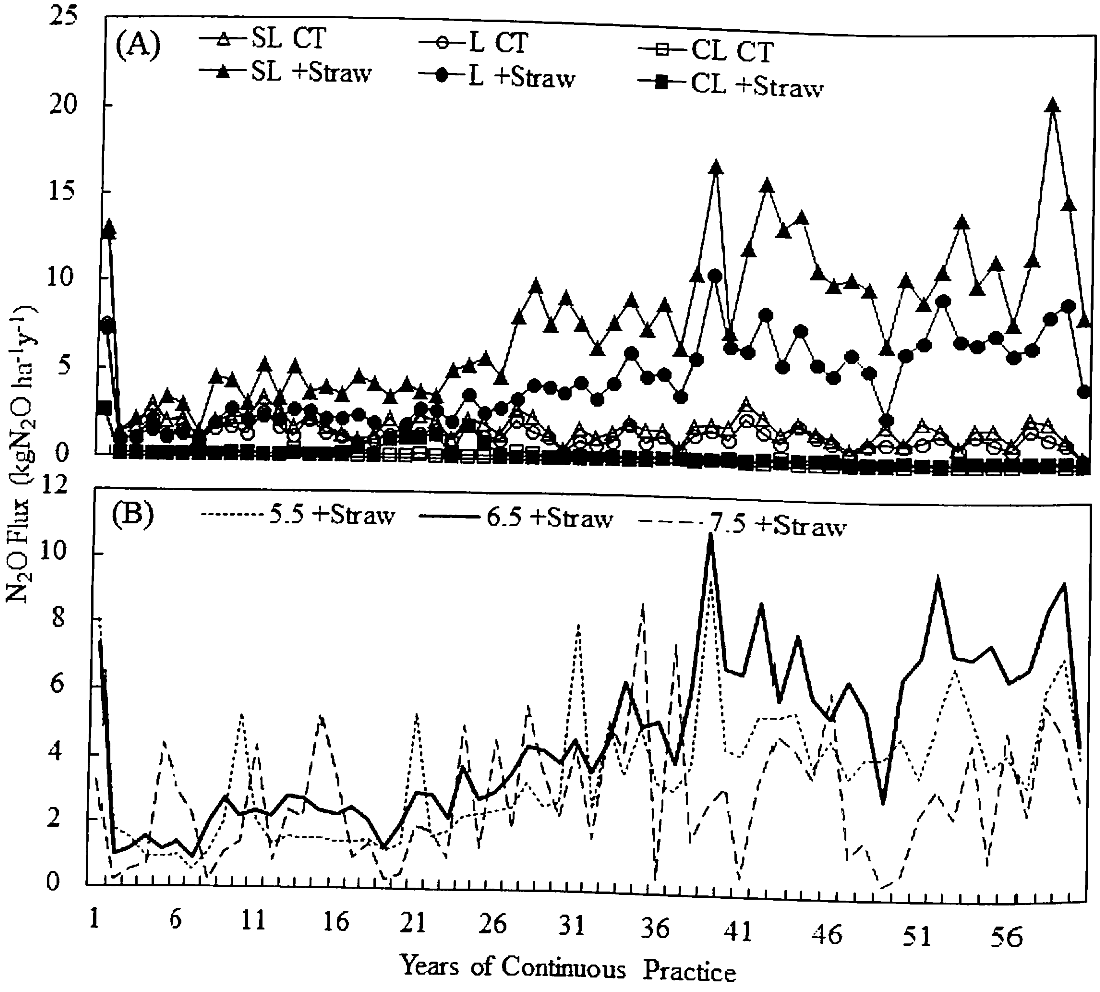

Figure 9. Yearly changes of N_2O emission as affected by (A) soil texture at pH = 6.5 and (B) soil pH for loamy soil. Legends are described in Fig. 3.

Table 2. Emission factors of methane (g m^{-2} $season^{-1}$) and nitrous oxide (mg m^{-2} $season^{-1}$) derived from DNDC simulation for the first and the second cropping season. Values in parentheses represent ±1 standard error of the mean.

Texture	Methane		Nitrous Oxide	
	1st	2nd	1st	2nd
Sandy Loam	31.7(4.0)	30.3(0.6)	160(56)	40(14)
Loam	21.5(3.0)	21.0(0.4)	121(41)	34(18)
Clay Loam	5.8(1.5)	11.9(0.5)	18(9)	9(2)

快速增加而減少溫室氣體淨排放量，但所能減少的幅度會因CH_4排放量的快速增加，以及可再增加之土壤有機物含量的減少而逐年遞減；質地為砂壤土和壤土的水田，

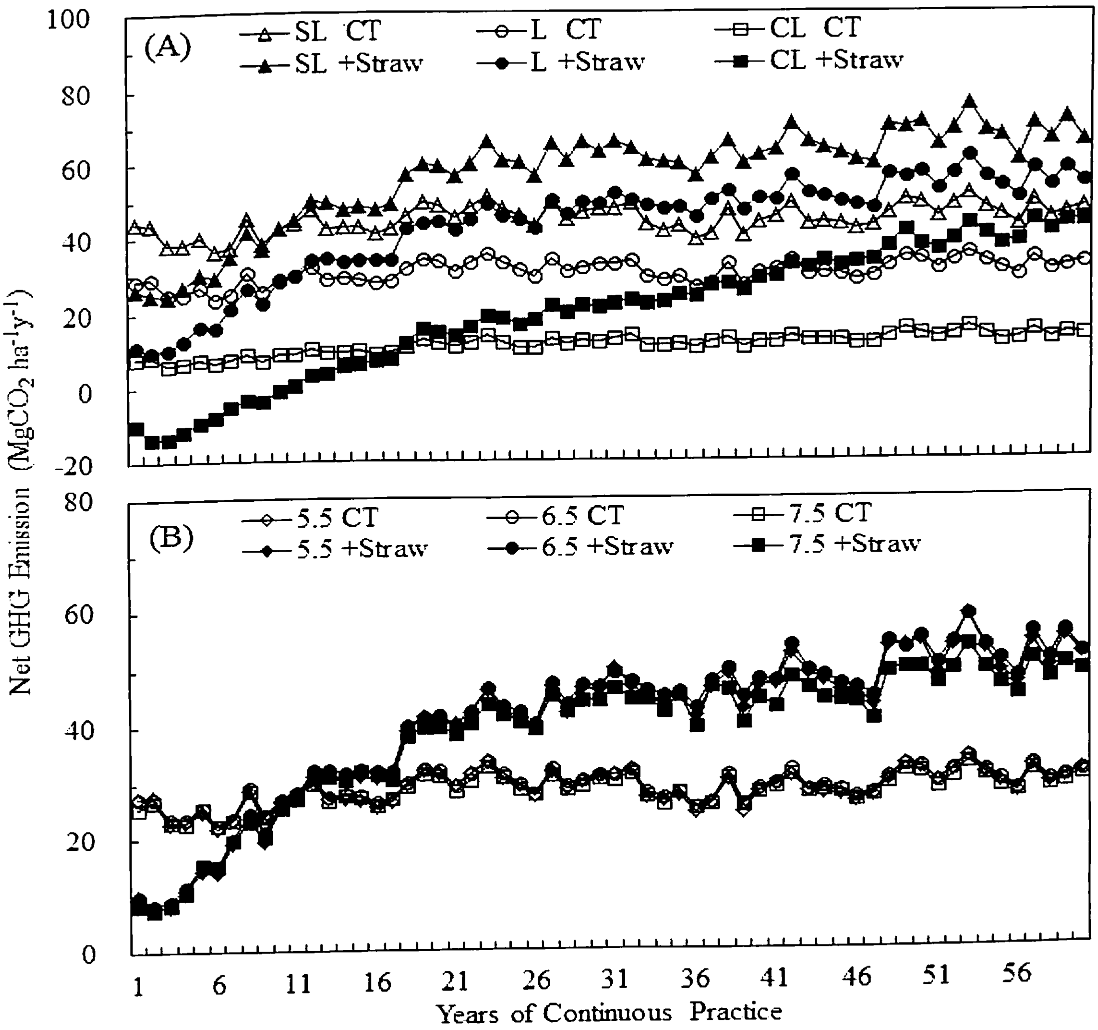

Figure 10. Yearly changes of net greenhouse gas emission as affected by (A) soil texture at pH = 6.5 and (B) soil pH for loamy soil. Legends are described in Fig. 3.

以及黏壤土的水田，分別約在開始將稻藁掩埋入土10年和20年後，其溫室氣體的淨排放量將會超過目前不將稻藁掩埋入土的作法。雖然土壤酸鹼性會影響水田N_2O的排放量，但由於N_2O的排放量遠低於CH_4的排放量，因此土壤酸鹼度對水田溫室氣體淨排放量的影響並不明顯(圖10B)。以上對溫室氣體淨排放量模擬的結果顯示，將稻藁掩埋入土的作法雖可提高土壤中有機物的含量，但並不是減少水田溫室氣體淨排放量的可行作法。

結　論

推動收穫後將稻藁切碎掩埋入土的作法，不僅可以增加土壤有機物含量，稻藁分解釋出的氮素也有助於提高穀粒的產量，同時也可避免農民以燃燒方式處理

而污染空氣，因而具有許多值得推動的理由。然而，將稻藁掩埋入土，其蓄存大氣中CO_2的能力會因土壤有機物含量終將逐漸達到平衡而逐年降低，並導致水田在湛水期間釋放的CH_4量逐年增加，但由於CH_4的暖化潛勢是CO_2的72倍，因此終將使得溫室氣體的淨排放量超過目前不將稻藁掩埋入土的作法。因而，從降低農業部門溫室氣體排放量的觀點而言，推動稻藁掩埋入土的作法並不是一種"無悔"的措施。

參考文獻

宋勳、吳邦雄、許志聖、蔡隆琮。1997。良質米生產手冊。台灣省政府農林廳編印。

林素禎、黃山內、簡宣裕。1997。稻稈掩埋對水稻生長與稻田土壤理化性質之影響。花蓮區研究彙報 13: 1-13。

陳琦玲、林木連、郭鴻裕、江志峰、劉滄棽、朱戩良。2000。土地利用改變對台灣農地土壤有機碳存量之影響評估。土壤與環境 3: 363-378。

陳琦玲、連深。2002。台灣與日本土壤有機質的分解聚積模擬與肥力維持。中華農業研究 51: 50-65。

黃山內、林經緯、劉瑞美。2000。全期湛水與間歇灌溉處理對台灣水稻田甲烷釋放之影響。土壤與環境 3: 217-226。

環保署。2010。中華民國第二版國家通訊(草案)。http://unfccc.epa.gov.tw/unfccc/nc_2nd/

Akiyama, H., K. Yagi and X. Yan. 2005. Direct N_2O emissions from rice paddy fields: summary of available data. Global Biogeochem. Cy. 19: GB105.

Aulakh, M. S., R. Wassmann and H. Rennenberg. 2001. Methane emissions from rice fields – quantification, mechanisms, role of management, and mitigation options. Adv. Agron. 70: 193-260.

Batlach, M. R. and J. M. Tiedje. 1981. Kinetic explanation for accumulation of nitrite, nitric oxide and nitrous oxide during bacterial denitrification. Appl. Environ. Microbiol. 42: 1074-1084.

Bauer, A. and A. L. Black. 1994. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 185-193.

Beheydt, D., P. Boeckx, S. Sleutel, C. Li and O. Van Cleemput. 2007. Validation of DNDC for 22 long-term N_2O field emission measurements. Atmos. Environ. 41: 6196-6211.

Berzsenyi, Z., B. Gyorffy and D. Lap. 2000. Effect of crop rotation and fertilization on maize and wheat yields and yield stability in a long-term experiment. Eur. J. Agron. 13: 225-244.

Buresh R. J., S. K. De-Datta, M. I. Samson, S. Phongpan, P. Snitwongse, A. M. Fagi and R. Tejasarwana. 1991. Dinitrogen and nitrous oxide flux from urea basally applied to puddle rice soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 55: 268-273.

Cai, Z. C. 1997. A category for estimate of CH_4 emission from rice paddy fields in China. Nutr. Cycl. Agroecosys. 49: 171-179.

Cai, Z. C., G. X. Xing, X. Y. Yan, H. Xu, H. Tsuruta, K. Yagi and K. Minami. 1997. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilizers and water management. Plant Soil 196: 7-14.

Cai, Z., T. Sawamoto, C. Li, G. Kang, J. Boonjawat, A. Mosier, R. Wassmann and H. Tsuruta. 2003. Field validation of the DNDC model for greenhouse gas emissions in East Asian cropping systems. Global Biogeochem. Cy. 17: GB1107.

Chen, G. X., G. H. Huang, B. Huang, K. W. Yu, J. Wu and H. Xu. 1997. Nitrous oxide and methane emissions from soil-plant systems. Nutr. Cycl. Agroecosys. 49: 41-45.

Conrad, R. 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H_2, CO, CH_4, OCS, N_2O, and NO). Microbiological Reviews 60: 609-640.

Davidson, E. A. 1992. Soil water content and the ratio of nitrous oxide to nitric oxide emitted from soil. In: Oremland, R.S., The Biogeochemistry of Global Change: Radiatively Active Trace Gases. Chapman & Hall, New York.

IFA and FAO. 2001. Global estimates of gaseous emissions of NH_3, NO and N_2O from agricultural land. First version, published by FAO and IFA, Rome.

IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

IPCC. 2007a. Summary for Policymakers. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor and H. L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC. 2007b. Summary for Policymakers. In: Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, L. A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Jagadeesh Babu, Y., C. Li, S. Frolking, D. R. Nayak and T. K. Adhya. 2006. Field validation of DNDC model for methane and nitrous oxide emissions from rice-based production systems of India. Nutr. Cycl. Agroecosys. DOI 10.1007/s10705-005-6111-5.

Kroeze, C., A. R. Mosier and A. F. Bouwman. 1999. Closing the global N_2O budget: a retrospective analysis 1500-1994. Global Biogeochem. Cy. 13: 1-8.

Lal R., J. Kimble, E. Levine and C. Whitman. 1995. World soils and greenhouse effect: An overview. In: Lal R. *et al.* (eds.): Soils and Global Change. Lewis Publ., Boca Raton, FL, USA.

Li, C. 2007. Quantifying greenhouse gas emissions from soils: Scientific basis and modeling approach. Soil Sci. Plant Nutr. 53: 344-352.

Liu, X., S. J. Herbert, A. M. Hashemi, X. Zhang and G. Ding. 2006. Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation – a review. Plant Soil Environ. 52: 531-543.

Mosier, A. R., C. Kroeze, C. Nevison, O. Oenema, S. Seitzinger and O. Van Cleemput. 1998. Closing the global N_2O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. Nutr. Cycl. Agroecosys. 52: 225-248.

Nishimura, S., T. Sawamoto, H. Akiyama, S. Sudo and K. Yagi. 2004. Methane and nitrous oxide emissions from a paddy field with Japanese conventional water management and fertilizer application. Global Biogeochem. Cy. 18: 1-10.

Olivier, J. G. J., A.F. Bouwman, K. W. van der Hoek and J. J. M. Berdowski. 1998. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NOx, NH_3 and N_2O in 1990. Environ. Pollut. 102: 135-148.

Sass, R. L. and F. M. Fisher. 1997. Methane emissions from rice paddies: a process study summary. Nutr. Cycl. Agroecosys. 49: 119-127.

Singh, J. S., S. Singh, A. S. Raghubanshi, S. Singh and A. K. Kashyap. 1996. Methane flux from rice/wheat agroecosystem as affected by crop phenology, fertilization and water level. Plant Soil 183: 323-327.

Singh, Y., B. Singh, J. K. Ladha, C. S. Khind, R. K. Gupta, O. P. Meelu and E. Pasuquin. 2004. Long-term effects of organic inputs on yield and soil fertility in the rice wheat rotation. Soil Sci. Soc. Am. J. 68: 845-853.

Tirol-Padre, A., K. Tsuchiya, K. Inubushi and J. K. Ladha. 2005. Enhancing soil quality through residue management in a rice-wheat system in Fukuoka, Japan. Soil Sci. Plant Nutr. 51: 849-860.

Watanabe, A., Y. Satoh and M. Kimura. 1995. Estimation of the increase in CH_4 emission from paddy soils by rice straw application. Plant Soil 173: 225-231.

Williams, E. J., G. L. Hutchinson and F. C. Fehsenfeld. 1992. NOx and N_2O emissions from soil. Global Biogeochem. Cy. 6: 351-388.

Yang, S. S., C. M. Lai, H. L. Chang, E. H. Chang and C. B. Wei. 2009. Estimation of methane and nitrous oxide emissions from paddy fields in Taiwan. Renewable Energy 34: 1916-1922.

Yu, K. W., G. X. Chen and W. H. Patrick. 2004. Reduction of global warming potential contribution from a rice field by irrigation, organic matter, and fertilizer management. Global Biogeochem. Cy. 18: GB3018.

Zheng, X., M. Wang, Y. Wang, R. Shen, J. Gou, J. Li, J. Jin and L. Li. 2000. Impacts of soil moisture on nitrous oxide emission from croplands: a case study on the rice-based agro-ecosystem in Southeast China. Chemosphere – Global Change Science 2: 207-224.

Zou, J. W., Y. Huang, J. Y., Jiang, X. H. Zheng and R. L. Sass. 2005. A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application. Global Biogeochem. Cy. 19: GB2021.

Zou, J., Y. Huang, X. Zheng and Y. Wang. 2007. Quantifying direct N_2O emissions in paddy fields during rice growing season in mainland China: Dependence on water regime. Atmos. Environ. 41: 8030-8042.